

Grenzen der *In-situ*-Erhaltung

Jochen Kleinschmit

Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Abt. C Forstpflanzenzüchtung und Waldgenressourcen,
D–34355 Staufenberg OT Escherode
nfv-abtc@t-online.de

A bstract

Limitations for *in situ* conservation

Limitations for *in situ* conservation are discussed in the light of variable environmental conditions and population characteristics. Environmental influences like clear cutting, over utilisation, immission load, climatic change, catastrophes and diseases can set limitations for *in situ* conservation. Genetic limitations can be set by narrow genetic base, badly adapted populations or hybridization with other species and/or cultural varieties.

Necessity for double conservation measures, reintroduction of rare species from reestablished adaptable populations and limitations for natural regeneration are discussed. The problem of species integrity versus hybridization and enlarged genetic base is mentioned.

Keywords: conservation *in situ*, *ex situ*, conservation concept, environment, population size, adaptability, hybridization

Grenzen der *In-situ*-Erhaltung

Die Grenzen für eine *In-situ*-Erhaltung aufgrund von Umweltgefährdungen wie Waldrodung, intensive Waldübernutzung, Immissionsbelastung und Klimaänderung sowie Naturkatastrophen, Kalamitäten und Krankheiten werden angerissen. Die genetischen Begrenzungen für eine *In-situ*-Erhaltung werden am Beispiel seltener Arten, genetisch enger Populationen, ungeeigneter Populationen und der Hybridisierung erörtert.

Vor diesem Hintergrund wird die Frage der Doppelsicherung, der Einbringung in die Forstwirtschaft und der Naturverjüngung, diskutiert. Die Frage, inwieweit man dynamische Veränderungsprozesse einschliesslich Hybridisierung akzeptieren kann oder vorrangig die Artintegrität sichern soll, wird aufgeworfen.

Keywords: Erhaltung *in situ*, *ex situ*, Erhaltungskonzept, Umweltbedingungen, Populationsgrösse, Anpassungsfähigkeit, Hybridisierung

1 Einleitung

Die Konzepte forstlicher Generhaltung (z.B. BLAG 1989; MÜLLER 1996; SCHÜTZ 1996) haben alle die *In-situ*-Erhaltung als wesentlichstes Kernelement. Dadurch sollen die zu erhaltenden Arten sich unter dem Einfluss der in Raum und Zeit variablen Umweltbedingungen als dynamische Systeme weiterentwickeln. Baumarten können dabei als markante Weiserarten gleichzeitig als Indikatoren für die Erhaltung vielfältiger Begleitarten der von ihnen geprägten Ökosysteme dienen.

Die Idee ist zweifellos bestechend und scheint uneingeschränkt anwendbar dann, wenn es sich um von Menschen weitgehend unbeeinflusste Wälder handelt. Auch dann bleibt die Gefährdung durch Umwelteinflüsse.

Wie sieht es aber mit der Erhaltung genetischer Vielfalt in Arten aus, wenn der Mensch von innen und aussen Einfluss auf die Wälder genommen hat und nimmt? Stimmen dann die von uns oft gepriesenen hunderttausende von Pflanzen in einer Naturverjüngung als Bedingungen für die optimale Erhaltung der Vielfalt der Art?

2 Grenzen der *In-situ*-Erhaltung

Nachfolgend will ich versuchen, die Grenzen für eine *In-situ*-Erhaltung aufzuzeigen. Dabei werden einige Punkte sicher leicht allgemeine Zustimmung finden, bei anderen herrscht aber Unsicherheit bezüglich biologischer und genetischer Grundlagen und hier wird besonderer Forschungsbedarf sichtbar. Begrenzungen für die *In-situ*-Erhaltung können sich aus Umweltbedingungen und aus den genetischen Voraussetzungen ergeben.

2.1 Umweltbedingungen

Die grösste Gefährdung für eine *In-situ*-Erhaltung ergibt sich auf der Welt durch den Menschen und seine ständig steigende Flächeninanspruchnahme für Siedlung, Landwirtschaft, Verkehrswege u.a. In Mitteleuropa ist hier zwar ein Gleichgewichtszustand sogar mit leichter Zunahme der Waldfläche erreicht, in den Tropen verschwinden aber jährlich 15 Mio. Hektar Wald, die für Arterhaltung dann auch nicht mehr verfügbar sind.

In historischer Zeit hat diese Flächeninanspruchnahme und Übernutzung aber auch bei uns das Waldbild, die Baumartenzusammensetzung und deren genetische Struktur grundlegend verändert.

Das, was wir heute als Ausgangsmaterial für unsere Erhaltungsbemühungen vorfinden, ist oft weit von dem entfernt, was ursprünglich dort war und mag in vielen Fällen auch diese Bemühungen gar nicht rechtfertigen.

Eine weitere und oft weniger direkt bemerkbare Gefährdung der *In-situ*-Erhaltung geht von den Immissionen aus. Diese können bekanntlich – wie im Erzgebirge – ganze Waldökosysteme zum Absterben bringen. Ihr Auftreten hat wesentlich mit zur Entwicklung des Konzeptes zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland geführt. Durch Verbindung von Bodendegradation, direkter Schädigung der Assimilationsorgane und extremer Witterung kann ganz rasch ein flächenhaftes Absterben auftreten, das dann alle Arten und deren genetische Information betrifft. Die Immissionen werden zusätzlich überlagert durch Klimaänderungen, die lokal und regional ganz unterschiedliche Auswirkungen haben werden, die aber auch zur Labilisierung führen können.

Ein anderer Komplex, der Grenzen für eine *In-situ*-Erhaltung setzt, sind abiotische Schadfaktoren wie Sturm, Feuer, Eis- und Schneebruch. Dies sind zwar auch Elemente, welche die Entwicklung natürlicher Wälder beeinflussen; wenn sie aber unsere Genreservate betreffen, die möglicherweise die einzigen naturnahen inselartigen Reste bestimmter Baumartenpopulationen sind, gewinnen sie in unseren Wertkategorien eine andere Dimension.

Ein Frühlingssturm 1997, der mehrere hundert Hektar Wald einschliesslich naturnaher Laubwälder zwischen Göttingen und dem Harz vernichtet hat, traf auch erhaltenswerte Bestände zu einem Zeitpunkt, zu dem an Verjüngung nicht zu denken war. Krankheiten – wie das Ulmensterben – können der *In-situ*-Erhaltung für bestimmte Baumarten Grenzen setzen. Sie können das Überleben bestimmter Arten sogar infrage stellen. Schliesslich kann die Konkurrenz vitaler Arten das Überleben weniger vitaler Arten wie Wildobstarten, Sorbusarten und Eibe gefährden, wenn diese nicht durch gezielte Eingriffe gefördert werden.

2.2 Genetische Voraussetzungen

In-situ-Erhaltung setzt das Vorhandensein angepasster und anpassungsfähiger Populationen voraus, wenn die Wirkung nachhaltig sein soll.

Eine schwerwiegende Begrenzung der *In-situ*-Erhaltung ist die geringe Individuenzahl, die bei vielen seltenen Arten die Regel ist. Wenn örtlich nur noch 1 bis 2 Bäume einer Art vorhanden sind, ist nur noch Verwandtenpaarung möglich. Die Folgen sind Inzucht und genetische Drift (Abb. 1). Hier ist der Wiederaufbau überlebensfähiger Populationen mit grösserer genetischer Basis und die Rückführung der Nachkommen in den Wald erforderlich. Über die Biologie und insbesondere die genetischen Grundlagen fehlen für viele der seltenen Arten Informationen.

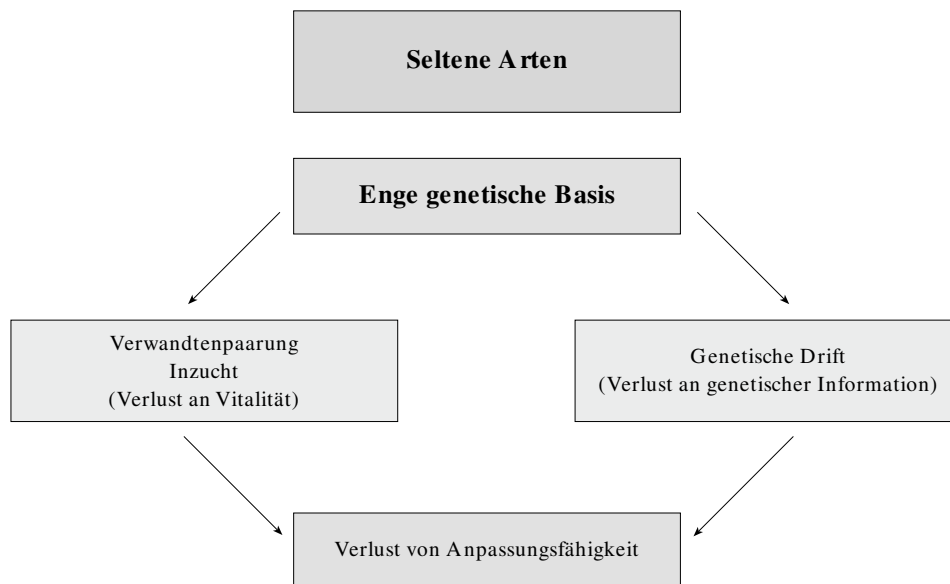


Abb. 1. Genetische Prozesse bei seltenen Arten.

Fig. 1. Genetic processes in rare species.

Aber auch bei häufigen Arten kann die genetische Basis trotz grosser Individuenzahlen natürlich oder durch menschliche Einflussnahme enger sein, als für Erhaltungsmassnahmen wünschenswert ist. Mehrere hundert Hektar Douglasienbestände in England leiten sich von zwei Einzelbäumen in Schottland her. In Dänemark berichtet Tillisch (mdl.) von rund 60 ha rotblättriger Ahornbestände, die alle von einem Einzelbaum neben einer Baumschule abstammen. In diesen Fällen ist die genetische Grundlage zufällig dokumentiert oder durch Marker aufgefallen.

In sehr vielen Fällen werden bei älteren Pflanzbeständen ähnliche Verhältnisse vorliegen, weil oft freistehende Randbäume o.ä. immer wieder beerntet worden sind. Hier können auch Naturverjüngungen von hunderttausenden von Pflanzen keine genetisch breiteren Populationen schaffen, wenn kein Polleneintrag von aussen kommt. Nur eine genetische Inventur kann hier eine verbesserte Informationsbasis liefern, so dass die Ergebnisse bei der weiteren Behandlung solcher Bestände und ihrer Verwendung, z.B. für Saatgutgewinnung, berücksichtigt werden können.

Arten, die sich auch unter natürlichen Bedingungen vegetativ vermehren können (Kirsche, Aspe), können auch in der Natur als Einklonbestände vorkommen. Dann ist eine Verbreiterung der genetischen Basis in Erhaltungspopulationen ebenfalls zwingend.



Abb. 2. Variation der Früchte verschiedener Bäume einer Absaat des Wildapfels.
Fig. 2. Variation of the fruits of different progenies from a single wild apple tree.

Die Hybridisierung mit anderen Arten, schlecht angepassten Populationen oder Kultursorten kann den Sinn der *In-situ*-Erhaltung infrage stellen. Dies gilt insbesondere für die Wildobstarten, die durch Polleneintrag von Kultursorten seit fast 4000 Jahren nachhaltig beeinflusst und verändert worden sind (KLEINSCHMIT *et al.* 1998). Die Absaaten eines als Wildapfel ausgesuchten Erhaltungsobjektes zeigen bei der Fruktifikation alle Formen zwischen typischem Wildapfel und wohlschmeckender Kultursorte (Abb. 2). Viele der «Vogelkirschen», die wir heute in den Wäldern finden, stammen als Kerne aus Mostereien. Bei Straucharten wird 90% des Saatgutes nach Lohnniveau im Herkunftsland und nicht nach Angepasstheit oder ökologischen Gesichtspunkten importiert. Ungeeignete, schlecht angepasste Populationen sollten nicht Ziel der *In-situ*-Erhaltung sein. Im Harz wurde beispielsweise ein Nationalpark in einem Bereich begründet, der sicher zu 90% mit nicht angepassten Tieflagenpopulationen bestockt ist. Zwar ist Ziel eines Nationalparks nicht vorrangig die *In-situ*-Erhaltung; diese sollte aber auch ein «Koppelprodukt» einer solchen Einrichtung sein.

3 Diskussion

Es ist unbestritten, dass in sehr vielen Fällen die *In-situ*-Erhaltung die Methode der Wahl ist. Dies gilt insbesondere dann, wenn der Ausgangszustand kritisch bewertet worden ist.

Der Einfluss, den die Umwelt auf die Erhaltung hat, erfordert aber in den allermeisten Fällen eine Doppelsicherung durch zusätzliche *Ex-situ*-Massnahmen. Die Erhaltungsbestände werden um so weniger einmalig und unverzichtbar, je mehr sie in Bestände ähnlicher Struktur eingebettet und von einer Forstwirtschaft umgeben sind, die naturnah wirtschaftet. Sie werden fast unersetzbar dann, wenn sie als Inseln in einer auf Kahlschlagwirtschaft ausgerichteten Forstwirtschaft existieren. Dann ist die Doppelsicherung unverzichtbar.

Die Belastungen durch rasche Umweltänderungen werden sicher anhalten und sie erfordern besonders dann ein regulierendes Eingreifen in die Bewirtschaftung zur Arterhaltung, wenn sich dadurch die Konkurrenzverhältnisse zwischen den Arten verschieben. Gegen Naturkatastrophen oder Kalamitäten, die bei Klimaextremen wahrscheinlicher werden, sind auch naturnahe Ökosysteme und die darin vorkommenden Arten nicht gesichert.

Eine besondere Stellung nimmt das Ulmensterben ein, weil man hier durchaus ernsthaft diskutieren kann, ob eine Art im Laufe ihrer Evolution nicht einen Punkt erreicht hat, der ihr weiteres Überleben ausschliesst.

Bei den genetischen Voraussetzungen gehen wir in der Regel davon aus, dass das Variationsmuster, das wir vorfinden, naturgegeben ist. Und darüber hinaus glauben wir vielfach, dass das Naturgegebene auch das nach Anpassung und Anpassungsfähigkeit Beste wäre, obwohl wir für eiszeitliche Artenverluste, Flaschenhalssselektion bei Rückwanderung, kleine Gründerpopulationen u.a. auch unter natürlichen Verhältnissen zahlreiche Beispiele haben.

Wie viel mehr gilt dies für Populationen unter menschlicher Einflussnahme. Bei künstlicher Bestandesbegründung aus genetisch engen Ernteeinheiten für Hauptbaumarten ebenso wie für das Zurückdrängen und die Verinselung seltener Arten, sei es durch Biotopvernichtung, sei es durch Förderung weniger Hauptwaldbaumarten. Hier ist ein kritisches Herangehen nicht nur mit biochemisch-genetischen Markern sondern auch mit der Überprüfung anpassungsrelevanter Merkmale sicher notwendig. Die Ergebnisse aus Herkunftsversuchen liefern zahlreiche Beispiele dafür, dass nicht örtliche Herkünfte in Anpassungsfähigkeit, Vitalität und forstwirtschaftlich bedeutsamen Merkmalen den örtlich vorkommenden deutlich überlegen sein können.

Die Naturverjüngung eines aus Vollgeschwistern bestehenden Ahornbestandes oder einer nicht angepassten Tieflagenpopulation in Hochlagen ist eben – trotz aller Ideologie – auch bei grossen Pflanzenzahlen nicht besser als die Pflanzung von Ahornbeständen aus genetisch breiteren Populationen oder von angepassten Hochlagenherkünften der Fichte im Harz.

Ein besonders interessantes Thema ist die Hybridisierung zwischen Arten, mit schlecht angepassten Herkünften oder mit Kultursorten. Die Arthybridisierung gefährdet einerseits die Integrität der Arten, sie schafft aber neue Variation und neues Anpassungspotential, wie wir das aus künstlicher Hybridisierung von Pappel, Lärche u.a., wissen. Wie dynamisch wollen wir in unserer *In-situ*-Erhaltung sein? Wo ziehen wir Grenzen? Die Einkreuzung von schlecht angepassten Populationen stellt dabei sicher noch den am einfachsten abzuurteilenden Fall dar. Die Hybridisierung mit Kultursorten verbindet oft Arthybridisierung mit Einkreuzung schlechterer Anpassungsfähigkeit; aber auch das kann anders sein. Ich denke, dass wir viele dieser Fragen bislang noch nicht hinreichend diskutiert haben, dass wir noch erhebliche Informationsdefizite haben und dass ein vorurteilsfreies Herangehen auch in unseren Reihen nützlich wäre.

4 Literatur

- BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe «Erhaltung forstlicher Genressourcen») 1989: Konzept zur Erhaltung forstlicher Genressourcen in der Bundesrepublik Deutschland. Forst Holz 44: 379–404.
- KLEINSCHMIT, J.; SOPPA, B.; FELLEBERG, U. (Hrsg.) 1998: Die Wildbirne, *Pyrus pyraeaster* (L.) Burgsd. – Tagung zum Baum des Jahres am 17. und 18.03.1998 in Göttingen. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 125: 128 S.
- MÜLLER, F., 1996: Ausscheidung und waldbauliche Behandlung von Genressourcen in Österreich. In: MÜLLER-STARCK, G. (Hrsg.) Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Landsberg, Ecomed. 330–340.
- SCHÜTZ, J.-P., 1996: Möglichkeiten des Waldbaues zur Förderung der Biodiversität in Rücksicht auf die Vielfalt der Biotope sowie der Genressourcen. In: MÜLLER-STARCK, G. (Hrsg.) Biodiversität und nachhaltige Forstwirtschaft. Landsberg, Ecomed. 105–113.